

市政垃圾焚烧炉烟道气中氯代和溴代二恶英分布^{*}唐雨慧^{1,2} 任 曼¹

(1. 中国科学院 广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 为了探明固废焚烧炉烟道气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的浓度、分布特征和二者之间的相关性, 用气相色谱/高分辨质谱测定 2,3,7,8 位氯代和溴代二恶英 (PCDD/Fs 和 PBDD/Fs)。两者的总毒性当量浓度在 A 厂分别为 0.043 ~ 1.20, 0.00056 ~ 0.010 ng I-TEQ/m³, 在 B 厂分别为 0.024 ~ 0.069, 0.0034 ~ 0.0043 ng I-TEQ/m³。A 厂的 PCDD/Fs 以 PCDFs 为主, B 厂相对浓度最大的是 OCDD。影响 PCDD/Fs 的浓度和分布可能主要为垃圾含氯量和空气净化设施。PBDD/Fs 都主要含 PBDFs。两厂的 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 浓度具有较好的相关性。

关键词: 焚烧炉; 烟道气; PCDD/Fs; PBDD/Fs; 相关性

DOI: 10.13205/j.hjgc.201511016

DISTRIBUTION CHARACTERISTIC OF PCDD/Fs AND PBDD/Fs IN FLUE GAS FROM
MUNICIPAL SOLID WASTE INCINERATORSTang Yuhui^{1,2} Ren Man¹

(1. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: To investigate the concentrations, congener profiles and relationship of 2,3,7,8-substituted polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated furans (PCDD/Fs), and polybrominated dibenzo-p-dioxins and polybrominated furans (PBDD/Fs) in the stack flue gases from municipal solid waste incinerations (MSWIs), gas chromatograph coupled with high resolution mass spectrometry was applied. The TEQ concentrations of PCDD/Fs and PBDD/Fs respectively ranged in 0.043 ~ 1.0, 0.00056 ~ 0.010 ng I-TEQ/m³ in plant A, and in 0.024 ~ 0.069, 0.0034 ~ 0.0043 ng I-TEQ/m³ in plant B. The congener profiles of PCDD/Fs in the stack flue gases were dominated by PCDFs in plant A, while by OCDD in plant B. The concentrations and congener profiles of PCDD/Fs in the stack flue gases were probably mostly affected by the chlorine contents in feeding wastes and the air pollution control devices. For PBDD/Fs, PBDFs were abundant in all flue gas samples of plant A and B. There were good correlations between the concentrations of PCDD/Fs and PBDD/Fs.

Keywords: municipal solid waste incinerator; flue gas; PCDD/Fs; PBDD/Fs; correlation

0 引 言

根据国家环保局统计, 2012 年全国采用焚烧方式处置的生活垃圾共 0.18 亿 t, 仅占生活垃圾无害化处理总量的 9.14%^[1]。在 2012 年 4 月提出的“十二五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划中提出, 到 2015 年全国城镇生活垃圾焚烧处理设施能力达到无害化处理总能力的 35% 以上, 其中东部地区达到 48% 以上^[2]。可见近年来垃圾焚烧炉数量增

长很快。垃圾焚烧法是目前为止最有效的一种生活垃圾处理方法, 可大量消化城市垃圾, 减容效果可达到 70% ~ 90%^[3]。但受到垃圾本身性质和燃烧条件的限制, 垃圾焚烧过程中不可避免地会产生二次污染物, 例如 SO₂、NO_x、重金属、多氯代二苯并-对-二恶英和多氯代二苯并呋喃 (PCDD/Fs)、多溴代二苯并-对-二恶英和多溴代二苯并呋喃 (PBDD/Fs) 等, 其中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 因具有环境持久性和致畸、致癌和致突变等毒性是监控重点^[4]。

本文选取位于珠江三角洲经济发达地区的两个厂区, 采集两个厂区中各焚烧炉中的烟道气, 分析烟

^{*} 国家自然科学基金 (41373104, 41073083); 广东省自然科学基金 (S2012010008537)。

收稿日期: 2014-11-24

气样品中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的浓度分布特征,以及 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 浓度和毒性当量的相关性。

1 实验部分

1.1 样品采集

A 厂和 B 厂都位于珠江三角洲经济发达地区, A 厂所在地工业发达, 焚烧的固体废物中除了生活垃圾之外, 还有一部分的工业垃圾(管材、皮革、塑料等), B 厂所在地商业发达, 人群居住拥挤, 焚烧的垃圾基本上都是生活垃圾。A 厂有 4 台回转窑型垃圾焚烧炉, 空气净化设施为喷雾吸收塔 + 活性炭吸附装置 + 布袋除尘器。B 厂有 2 台马丁炉排型(三菱 - 马丁机械回转式炉排炉) 垃圾焚烧炉, 空气净化设施为: 选择性非催化还原 (SNCR) 脱销工艺 + 半干法吸收工艺 + 反应塔 + 布袋除尘器。采集两厂焚烧炉除尘后的烟道气(A 厂 12 个样品, B 厂 6 个样品), 烟气采样按照 HJ 77.2—2008《环境空气和废气 二恶英类的测定 同位素稀释高分辨气相色谱 - 高分辨气相质谱法》^[5] 方法进行。

1.2 试剂与仪器

PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 标准物质(美国剑桥同位素实验室): 含 15 种 ^{13}C 标记的 2,3,7,8-PCDD/Fs 的 Surrogate 标样(EDF-8999), 含 2 种 ^{13}C 标记的 2,3,7,8-PCDD/Fs 进样内标(EDF-5999), 含 5 种 ^{13}C 标记的 2,3,7,8-PBDD/Fs 的 Surrogate 标样(EDF-5071), 含 3 种 ^{13}C 标记的 2,3,7,8-PBDD/Fs 进样内标(EDF-5073)。

样品前处理使用的正己烷、甲苯、二氯甲烷均为色谱纯(美国 Honeywell 公司)。填料抽提及玻璃器皿洗涤使用的甲醇、丙酮和二氯甲烷均为分析纯(广州化学试剂厂)。壬烷为分析纯且重蒸, 硫酸、氢氧化钾和无水硫酸钠为优级纯。所有填料如硅胶(粒径 0.065 ~ 0.24 mm, 70 ~ 230 目, 德国 Merck 公司)、佛罗里硅土(硅酸镁, 0.24 ~ 0.154 mm 粒径, 美国 Fluka 公司)和碱性氧化铝(美国 Fluka 公司)都为农残级产品。

高分辨气相色谱/高分辨质谱(Trace GC 2000/MAT 95XP)(Thermo, 德国)、氮吹浓缩仪(Fisher Scientific, 美国)、旋转蒸发仪(Buchi, 瑞士)、索氏抽提装置、层析柱。

1.3 实验方法

烟气样品收集颗粒相、气相和冷凝水三项, 即包括滤筒、聚亚胺脂泡沫(PUF)和冷凝水。滤筒和 PUF

在索氏抽提之前烘干, 加入 $^{13}\text{C}_{12}$ 标记的 PCDD/Fs 或 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 混合标准物质、甲苯索氏抽提 24 h。然后抽提溶液旋转蒸发浓缩。冷凝水用二氯甲烷萃取, 萃取的有机相旋转蒸发浓缩。合并抽提液和萃取的有机相后, 再进行净化处理。分析 PCDD/Fs 的样品经过酸性硅胶床、多段硅胶柱和氧化铝柱净化^[6]; 同时分析 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的样品根据本实验室已经建立的方法进行, 即依次经酸性硅胶床、多段硅胶柱和 Florisil 柱净化^[7]。最后得到的样品净化液经氮吹后, 定容, 用 HRGC/HRMS 测试 PCDD/Fs 或 PBDD/Fs, 进样 1 μL 。

2 结果与讨论

2.1 烟道气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的浓度

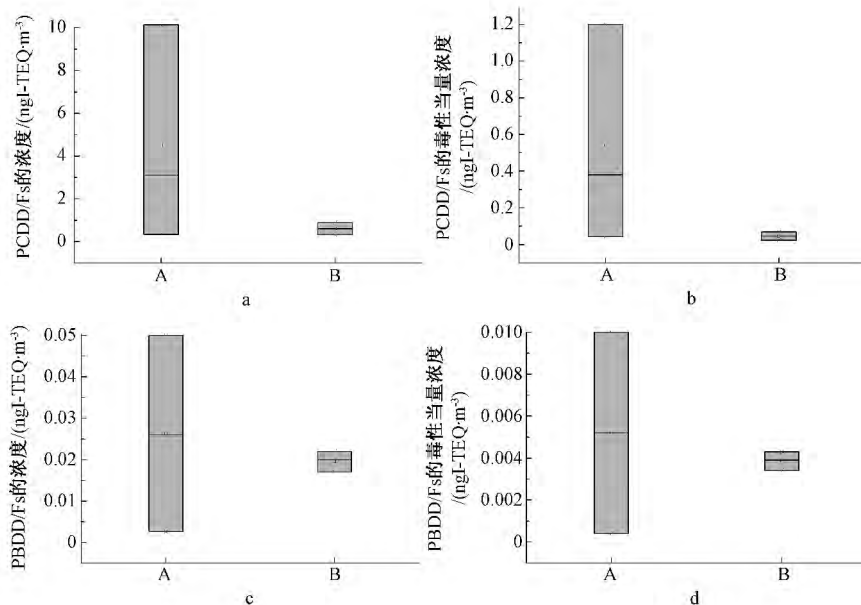
检测了 A 厂 4 个焚烧炉的烟道气和 B 厂 2 个焚烧炉的烟道气中的 PCDD/Fs。结果如图 1 所示, A 厂 4 个焚烧炉的烟道气中 17 种 2,3,7,8-PCDD/Fs 的总浓度为 0.35 ~ 10.14 ng/m^3 (平均 3.11 ng/m^3), 总的毒性当量浓度为 0.043 ~ 1.20 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$ (平均 0.38 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$)。和我国 GB 18485—2001《生活垃圾焚烧污染控制标准》中规定的 PCDD/Fs 的排放限值 1.0 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$ 相比, A 厂有 1 个焚烧炉排放的烟气样品超标。而和更严格的欧盟标准 0.1 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$ 相比, A 厂有 3 个焚烧炉排放的烟气样品超标。结合采样的工况, PCDD/Fs 排放高的焚烧炉是由于布袋除尘器有破损, 导致空气净化效果降低, 烟气中颗粒物含量增多的原因。因此, 在线实时监测颗粒物排放量、控制颗粒物排放量和定期检修是减排的重要措施。

A 厂烟气中 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 的总浓度为 0.0030 ~ 0.054 ng/m^3 (平均 0.029 ng/m^3)。由于国际上目前还没有统一的 PBDD/Fs 的毒性当量因子, 世界卫生组织推荐暂时采用相应的 PCDD/Fs 的毒性当量因子作为参考。A 厂烟气中二恶英总毒性当量浓度为 0.00056 ~ 0.010 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$ (平均 0.0052 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$)。PBDD/Fs 毒性当量占二恶英总毒性当量的 0.46% ~ 0.83% (平均 0.65%)。

在 B 厂的两个焚烧炉的烟道气中, 17 种 2,3,7,8-PCDD/Fs 的总浓度为 0.32 ~ 0.90 ng/m^3 (平均 0.61 ng/m^3), 对应的毒性当量浓度为 0.024 ~ 0.069 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$ (平均 0.047 $\text{ng I-TEQ}/\text{m}^3$)。B 厂烟气中 PCDD/Fs 没有超出国家标准和欧盟标准。B 厂烟气中 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 的总浓度为

0.017~0.022 ng/m³ (平均 0.020 ng/m³) ,对应总毒性当量为 0.0034~0.0043 ng I-TEQ/m³ (平均 0.0039 ng I-TEQ/m³) 。PBDD/Fs 毒性当量占二恶英总毒性当量的 5.9%~12% (平均 9.1%) 。和 A 厂相比 ,B 厂烟气中 PCDD/Fs 的含量范围接近 A 厂的低值 ,PBDD/Fs 的含量范围接近 A 厂的中间值。两个厂区的 PBDD/Fs 平均毒性当量浓度与 Wang 和 Chang-chien^[8]研究的台湾 9 个工业垃圾焚烧炉的 8 种

2,3,7,8-PBDD/Fs 单体的平均总浓度 0.0042 ng I-TEQ/m³ 的水平相当 ,比 Wang 等^[8]研究的台湾 9 个生活垃圾焚烧炉的 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 单体的平均总浓度 0.00056 ng I-TEQ/m³ ,Wang^[9]等研究的台湾某个生活垃圾焚烧炉的 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 单体的总浓度 0.00067 ng I-TEQ/m³ 和 Wang^[10]等研究的台湾另外 2 个生活垃圾焚烧炉的 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 单体的平均总浓度 0.0013 ng I-TEQ/m³ 都要高。



a—PCDD/Fs 浓度水平; b—PCDD/Fs 毒性当量水平; c—PBDD/Fs 浓度水平; d—PBDD/Fs 毒性当量水平。

上线—最大值; 下线—最小值; 中线—平均值。

图 1 A、B 两厂排放烟气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 浓度和毒性当量水平对比

Fig. 1 Comparison of concentration and TEQ of PCDD/Fs and PBDD/Fs in stack flue gases from Plant A and B

2.2 烟气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 单体的分布特征

2.2.1 排放烟气中 2,3,7,8-PCDD/Fs 单体的分布特征

A 厂排放烟气中的 PCDD/Fs 单体的相对浓度分布如图 2 所示。尽管 4 个烟道的烟气中 PCDD/Fs 浓度差别较大,但其单体分布相似。对总 2,3,7,8-PCDD/Fs 浓度贡献最大的是 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF,占总浓度的 14%~17%;对总浓度贡献最小的是 2,3,7,8-TCDD,仅占总浓度的 0.74%~0.82%。对总毒性当量贡献最大的是 2,3,4,7,8-PeCDF,其次为 1,2,3,7,8-PeCDD,分别占总毒性当量的 41%~46% 和 11%~14%。这种 2,3,4,7,8-PCDFs 对总毒性当量浓度贡献大的模式与众多有关生活垃圾焚烧的文献如 Zhang 等^[11]和 Chang 等^[12]的研究结果一致。A 厂区 4 个烟囱排放烟气中

2,3,7,8-PCDFs 与 2,3,7,8-PCDDs 的浓度比为 3.2~4.0。烟气中的 PCDFs 总浓度要明显大于 PCDDs 的总浓度。这种模式与杨志军等^[13]研究的 3 种不同类型焚烧炉、黄文等^[14]研究的西北某一医疗废物焚烧炉的排放烟气的测定结果一致。

B 厂两个焚烧炉排放烟气中 PCDD/Fs 的单体浓度分布如图 2 所示。2 个焚烧炉排放烟气中 PCDD/Fs 分布是相似的,但和 A 厂的分布不一致。各单体对 2,3,7,8-PCDD/Fs 总浓度贡献最大的是 OCDD,占总浓度的 23%~30%,其次是 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (14%~15%) 和 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF (13%~14%)。对总毒性当量贡献最大的是 2,3,4,7,8-PeCDF 和 1,2,3,7,8-PeCDD,分别占总毒性当量浓度的 40%~44% 和 10%~13%。B 厂 2 个烟囱的排放烟气中 2,3,7,8-PCDFs 与 2,3,7,8-PCDDs 的浓

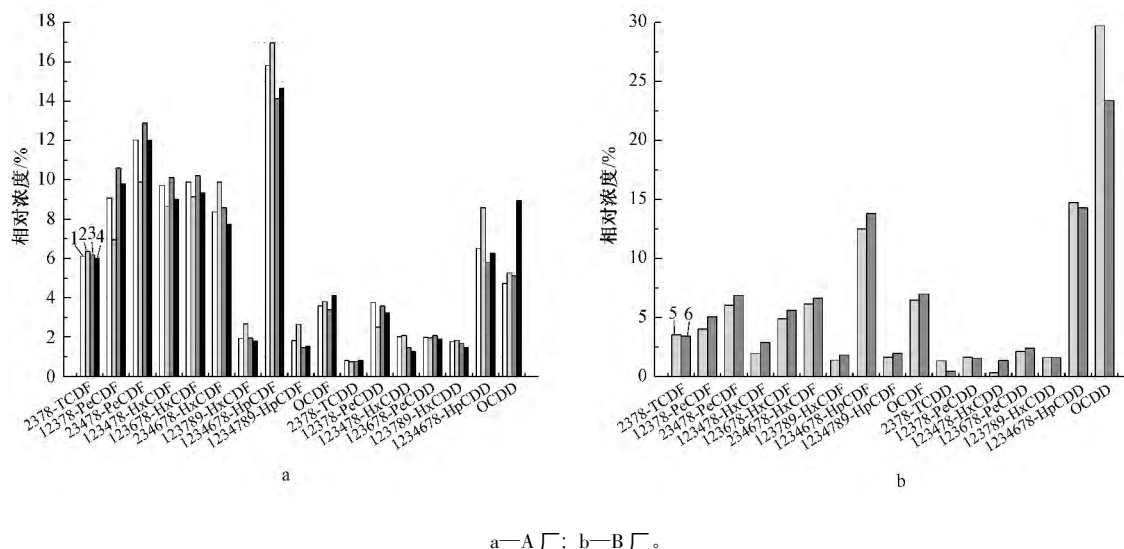


图2 排放烟气中 PCDD/Fs 的相对浓度分布

Fig.2 Congener profiles of PCDD/Fs in the stack flue gases

度比为 0.91 ~ 1.2, 1 号烟囱中 PCDFs 要稍低于 PCDDs 的浓度, 2 号烟囱中 PCDFs 要稍高于 PCDDs 浓度, 两者的含量比值差别不大。B 厂烟道气中 2,3,7,8-PCDD/Fs 的浓度分布特征以高氯代(7,8 氯代)为主, 这与 Wang 等^[9]的研究结果是一致的。

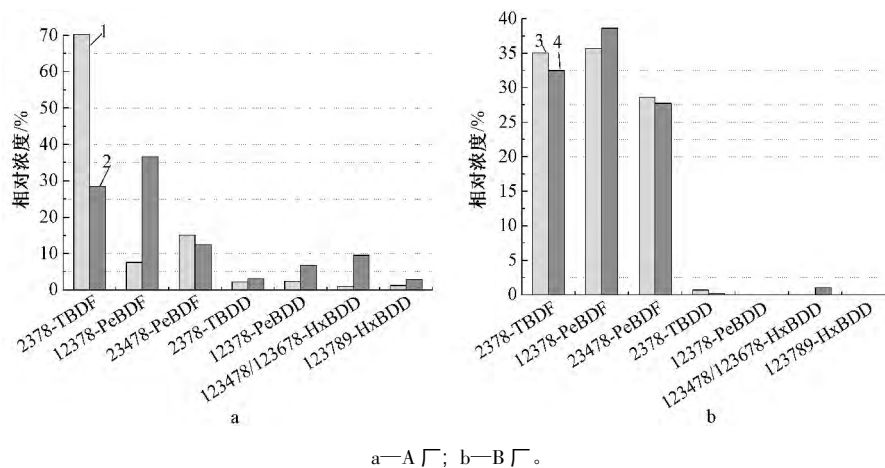
A、B 两厂排放的烟气中 17 种 2,3,7,8-PCDD/Fs 单体的分布特征不一致, 其原因是: 1) 2 厂焚烧垃圾的成分不完全一样; 2) 工艺有区别。Wang 等^[15]的研究中表明, 对 PCDD/Fs 生成机制影响最大的是焚烧垃圾中的含氯量, 其次才是焚烧炉和空气污染控制设备(APCDs); 当焚烧垃圾中的含氯量低于 0.8% ~ 1.1% (阈值) 时, PCDDs 的生成占主导, 特别是 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD 和 OCDD 单体的生成; 当含氯量高于 0.8% ~ 1.1% 时, PCDFs 的生成占主导。并且, 当含氯量较高时, PCDDs 和 PCDFs 的生成量也都会增加^[16-17]。生活垃圾中的含氯量一般为 0.2% ~ 0.8% (< 0.8% ~ 1.1%), 烟气中 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD 和 OCDD 的含量应该最高, 这与 B 厂的研究结果是一致的。医疗垃圾中的含氯量一般为 1.1% ~ 2.1%^[18] (> 0.8% ~ 1.1%), 烟气中 PCDFs 的浓度应该要高于 PCDDs 的浓度。黄文^[14]等和 Malgorzata Wegiel 等^[19]研究的医疗垃圾焚烧炉的研究结果都与 Wang Linchi 等^[15]相符。在 Wang Linchi 等^[15]的研究中, PVC 设施通风燃烧器(PVC facility vent combustors) 中垃圾的含氯量约为 56%, 而工业上生产的膜、管材、板材、电线电缆、仿皮革、包装材料和泡

沫塑料等很大一部分都是用 PVC 制成。A 厂烟气中 PCDFs 的浓度要远高于 PCDDs 的浓度, 表明 A 厂烟气中 PCDD/Fs 的这种分布模式可能是由于垃圾含有一部分工业垃圾(管材、皮革、塑料等) 且含氯量较高的原因。由于 A 厂焚烧垃圾中含氯量可能要大于 B 厂, 而且 2 厂的焚烧工艺和空气净化设施不同, 因此 A 厂烟气中氯代二恶英的含量比 B 厂偏高一个数量级。

2.2.2 烟气中 2,3,7,8-PBDD/Fs 单体的分布特征

A 厂焚烧炉 2 个烟道的排放烟气中 PBDD/Fs 单体的相对浓度分布如图 3 所示。尽管其 PCDD/Fs 的分布比较一致, 但其 PBDD/Fs 的分布差别较大。1 号烟囱的烟道气中对总浓度贡献最大的是 2,3,7,8-TBDF, 占总浓度的 70%; PBDFs 的浓度占总浓度的 93%; 对总毒性当量浓度贡献最大的是 2,3,4,7,8-PeBDF 和 2,3,7,8-TBDF, 分别占总毒性当量浓度的 41% 和 38%。2 号烟囱的烟道气中, 对总浓度贡献最大的是 2,3,7,8-TBDF 和 1,2,3,7,8-PeBDF, 分别占总浓度的 31% 和 28%; PBDFs 的浓度占 2,3,7,8-PBDD/Fs 总浓度的 78%; 对毒性当量总浓度贡献最大的是 2,3,4,7,8-PeBDF, 占总毒性当量浓度的 30%。

B 厂 2 个焚烧炉烟气中 2,3,7,8-PBDD/Fs 的单体分布特征比较相似。如图 3 所示, 1 号和 2 号烟囱排放的烟道气中对总浓度贡献最大的是 1,2,3,7,8-PeBDF, 2,3,7,8-TBDF 和 2,3,4,7,8-PeBDF, 占总浓度的比重分别为 1,2,3,7,8-PeBDF (36%, 39%)、



1—A1 号; 2—A2 号; 3—B1 号; 4—B2 号。

图3 排放烟气中PBDD/Fs的相对浓度分布

Fig. 3 Relative concentration profile of PBDD/Fs in the stack flue gases

2,3,7,8-TBDF (35%, 32%) 和 2,3,4,7,8-PeBDF (29%, 28%); PBDFs 的浓度占 2,3,7,8-PBDD/Fs 总浓度都是 99%。对总毒性当量浓度贡献最大的是 2,3,4,7,8-PeBDF, 分别占总毒性浓度的 70% 和 72%。

2.3 相关性讨论

由于 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 在物理、化学性质和来源方面有着一定的相似性, 所以烟气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的浓度可能存在相关性。在这里我们考察 A、B 两厂烟道气中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的相关性。结果显示: 烟气中 PCDD/Fs 浓度和 PBDD/Fs 浓度之间的相关因子为 0.92, 毒性当量的相关因子为 0.89; 表明两者相关性很好, 因此控制 PCDD/Fs 的排放水平的装置对控制 PBDD/Fs 的排放水平也同样有效。

3 结论

本文选取 2 个城市固体废物焚烧厂 A 和 B, 采集各个焚烧炉的排放烟气, 用同位素稀释法-气相色谱/高分辨质谱测定烟气样品中 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 的浓度, 得出如下结论:

1) A、B 厂烟道气中 17 种 2,3,7,8-PCDD/Fs 的总浓度分别为 0.35 ~ 10.14, 0.32 ~ 0.90 ng/m³; 8 种 2,3,7,8-PBDD/Fs 的总浓度分别为 0.0030 ~ 0.054, 0.017 ~ 0.022 ng/m³。仅有 1 个样品(总共 18 个)不符合国家 PCDD/Fs 的烟气排放水平。PBDD/Fs 的毒性当量贡献低于 12%。

2) A、B 厂烟道气中 2,3,7,8-PCDD/Fs 的相对浓度分布呈现两种典型的分布图: A 厂以 PCDFs 为主, 尤其是 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF; 而 B 厂烟气中对总

浓度贡献最大的是 OCDD, 其次为 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD。两厂烟气中的 PBDD/Fs 组部分均已 PBDFs 为主。烟道气中 PCDD/Fs 的浓度和组分分布可能主要由垃圾含氯量和空气净化设施来控制。

3) 两厂烟气中的 PCDD/Fs 和 PBDD/Fs 之间的浓度有很好的相关性, 控制 PCDD/Fs 的排放水平的装置对控制 PBDD/Fs 的排放水平也同样有效。

参考文献

- [1] 中华人民共和国环境保护部. 2012 年环境统计年报 [G]. 2012. http://zls.mep.gov.cn/hjtj/nb/2012tjnb/201312/t20131225_265556.htm.
- [2] 国务院办公厅. “十二五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划 [G]. 2012. http://www.gov.cn/zw/gk/2012-05/04/content_2129302.htm.
- [3] Wei Y M, Shimaoka T, Saffarzadeh A, et al. Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phase [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 187(1/3): 534-543.
- [4] Olie K, Vermeulen P L, Hutzinger O. Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace components of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in the Netherlands [J]. Chemosphere, 1977, 6(8): 455-459.
- [5] HJ 77.2—2008 《环境空气和废气 二恶英类的测定 同位素稀释高分辨气相色谱-高分辨质谱法》[S].
- [6] U S. Environmental Protection Agency. Tetra-through octa-chlorinated dioxins and furans by isotope dilution HRGC/HRMS (Method 1613) [M]. Washington, DC, 1994.
- [7] 李荟茹, 余莉萍, 张素坤, 等. 大气样品中氯代和溴代二恶英/呋喃同位素稀释分析方法的建立及应用 [J]. 分析化学, 2008, 36(2): 150-156.

(下转第 141 页)

2) 针对无机盐培养基中 5.0 ~ 100.0 mg/L 的 2,4,6-三氯酚含量测定,用高效液相色谱法在优化条件下的回收率分别在 97.6% ~ 102.5%,相对偏差小于 3%,方法检出限为 20 $\mu\text{g/L}$ 。用气相色谱法的回收率在 86.7% ~ 94.5%,相对偏差小于 8%,方法检出限为 3 $\mu\text{g/L}$ 。总之,这两种方法都适用于无机盐培养基中 2,4,6-三氯酚含量的测定。与气相色谱法相比,高效液相色谱法在操作上更为简便、快捷,适用于对无机盐培养基中 2,4,6-三氯酚含量的快速分析与测定。值得一提的是,待测液应与标准溶液的 pH 值保持一致,即调节待测液 pH 为 7.0,高效液相色谱法的检测结果才更为可靠。

参考文献

- [1] Díaz-Díaz Goretti, Celis-García Marfa, Blanco-López M Carmen, et al. Heterogeneous catalytic 2,4,6-trichlorophenol degradation at hemin-acrylic copolymer [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2010, 96 (1/2): 51-56.
 - [2] Lua Aik Chong, Jia Qipeng. Adsorption of phenol by oil-palm-shell activated carbons in a fixed bed [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 150(2/3): 455-461.
 - [3] 马艳,高乃云,刘欣然,等. 粉末活性炭吸附 2,4,6-三氯酚的性能研究[J]. *同济大学学报. 自然科学版*, 2011, 39(12): 1821-1826.
 - [4] 车文军,武中平,卢剑,等. 固相萃取/高效液相色谱法同时测定化妆品中 9 种卤代酚残留 [J]. *分析测试学报*, 2013, 32(4): 499-503.
 - [5] 孙建芝,贺晖,刘书慧. 分散液液微萃取-反相液液微萃取-扫集-胶束电动色谱法测定红酒中的 3 种氯酚类物质 [J]. *色谱*, 2014, 32(3): 256-262.
 - [6] 应立春,欧阳文华. 液液萃取-液相色谱法测废水中的氯酚 [J]. *工业用水与废水*, 2013, 44(4): 86-89.
 - [7] 易睿,李利聪,汪霄,等. 衍生化吹扫捕集-气相色谱-质谱法测定饮用水中的 6 种氯酚 [J]. *中国环境监测*, 2012, 28(3): 90-93.
 - [8] 梁存珍,董思远,李丽,等. 固相萃取-气相色谱-质谱法测定地下水中酚类物质 [J]. *理化检验-化学分册*, 2013, 49(3): 349-351.
 - [9] Wang Chun Chin, Lee Chi Mei, Lu Chih Jen, et al. Biodegradation of 2,4,6-trichlorophenol in the presence of primary substrate by immobilized pure culture bacteria [J]. *Chemosphere*, 2000, 41(12): 1873-1879.
 - [10] 高宝钗,戴友芝,胡克伟,等. 硝酸盐还原条件下 Fe^0 /厌氧微生物联合体系降解 2,4,6-三氯酚 [J]. *微生物学通报*, 2010, 37(1): 19-23.
 - [11] EPA 8270D. Semivolatile Organic Compounds by GC/MS[S].
- 第一作者: 马建永(1989-),男,硕士研究生,主要从事有机氯污染治理及迁移转化技术研究. ycitmjy@163.com
通信作者: 丁成(1971-),男,博士,教授,主要从事污染物控制技术研究. ycdingc@163.com
-
- (上接第 82 页)
- [8] Wang L C, Chang-Chien G P. Characterizing the emissions of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from municipal and industrial waste incinerators [J]. *Environment Science and Technology*, 2007, 41(4): 1159-1165.
 - [9] Wang M S, Chen S J, Huang K L, et al. Characterization of Persistent Organic Pollutants Emitted from a Municipal Solid Waste Incinerator in Taiwan [J]. *Environmental Engineering Science*, 2010, 27(11): 955-965.
 - [10] Wang L C, Hsi H C, Wang Y F, et al. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators [J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(5): 1595-1602.
 - [11] Zhang G, Hai J, Cheng J. Characterization and mass balance of dioxin from a large-scale municipal solid waste incinerator in China [J]. *Waste Management*, 2012, 32(6): 1156-1162.
 - [12] Chang M B, Chi K H, Chang S H, et al. Measurement of PCDD/F congener distributions in MWI stack gas and ambient air in northern Taiwan [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(16): 2535-2544.
 - [13] 杨志军,倪余文,张智平,等. 不同垃圾焚烧炉产生的 PCDD/Fs 和 PCBs 同类物的分布 [J]. *环境化学*, 2005, 24(1): 63-67.
 - [14] 黄文,张素坤,杜国勇,等. 医疗废物焚烧炉周边环境介质中二恶英的浓度、同系物分布与来源分析 [J]. *环境科学*, 2013, 34(8): 3238-3243.
 - [15] Wang L C, Lee W J, Lee W S, et al. Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans [J]. *The Science of the Total Environment*, 2003, 302(1/3): 185-198.
 - [16] Yasuhara A, Katami T, Okuda T, et al. Formation of dioxins during the combustion of newspapers in the presence of sodium chloride and poly(vinyl chloride) [J]. *Environment Science and Technology*, 2001, 35(7): 1373-1378.
 - [17] Hatanaka T, Imagawa T, Takeuchi M. Formation of PCDD/Fs in artificial solid waste incineration in a laboratory-scale fluidized-bed reactor: influence of contents and forms of chlorine sources in high-temperature combustion [J]. *Environment Science and Technology*, 2000, 34(18): 3920-3924.
 - [18] Randall D, Shoraka-Blair S. An evaluation of the cost of incinerating wastes containing PVC [M]. *American Society and Mechanical Engineers*, 1994, 31: 1-17.
 - [19] Wegiel M, Chrzaszcz R, Maslanka A, et al. Study on the impact of industrial flue gases on the PCDD/Fs congener profile in ambient air [J]. *Chemosphere*, 2014, 114: 76-83.
- 第一作者: 唐雨慧(1990-),女,硕士研究生,主要研究方向为持久性有机污染物的环境化学. tangyuhui2008@126.com
通信作者: 任曼(1976-),女,博士,副研究员,主要研究方向为持久性有机污染物的环境化学. renmanrm@163.com